

DOI:10.3876/j.issn.1000-1980.2024.03.012

盐城自然保护区盐沼植被分布动态监测及驱动力分析

罗 锋^{1,2,3}, 代建成¹, 陈治澎¹, 周光淮¹, 曾靖伟¹, 张 弛¹

(1. 河海大学港口海岸与近海工程学院, 江苏 南京 210098; 2. 南通河海大学海洋与近海工程研究院, 江苏 南通 226000;
3. 河海大学海岸灾害及防护教育部重点实验室, 江苏 南京 210098)

摘要: 为探究江苏盐城湿地珍禽国家级自然保护区盐沼植被时空演变规律, 采用物候特征合成方法反演了1984—2021年保护区核心区4种盐沼植被(互花米草、芦苇、碱蓬和茅草)面积, 分析其时空演变规律和驱动机制。结果表明: 核心区盐沼植被总面积从11 113.2 hm²增长至16 528.14 hm², 年均复合增长率为1.11%, 主要得益于互花米草的保滩促淤能力; 互花米草和芦苇通过占领大量碱蓬滩、茅草滩和光滩, 面积分别增加了4 968.62 hm²和8 806.95 hm², 年均复合增长率分别为26.67%和6.88%; 受生态位竞争等自然因素和水产养殖基地等人工干扰的叠加影响, 碱蓬和茅草面积分别减少了3 494.25 hm²和4 867.38 hm², 年均复合增长率分别为-3.14%和-8.11%, 适宜生境破碎化严重。

关键词: 盐沼植被; 物候分析; 时空变化; 动态监测; 遥感; 盐城自然保护区

中图分类号: P748; TP79

文献标志码: A

文章编号: 1000-1980(2024)03-0088-08

Dynamic monitoring and driving force analysis of salt marsh vegetation distribution in Yancheng Nature Reserve

LUO Feng^{1,2,3}, DAI Jiancheng¹, CHEN Zhipeng¹, ZHOU Guanghuai¹, ZENG Jingwei¹, ZHANG Chi¹

(1. College of Harbor, Coastal and Offshore Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China;

2. Nantong Ocean and Coastal Engineering Research Institute, Hohai University, Nantong 226000, China;

3. Key Laboratory of Ministry of Education for Coastal Disaster and Protection, Hohai University, Nanjing 210098, China)

Abstract: To investigate the spatial and temporal evolution of salt marsh vegetation in Jiangsu Yancheng Wetland Rare Bird National Nature Reserve, a phenological feature composite method was used to invert the area of four types of salt marsh vegetation (*Spartina alterniflora*, *Phragmites australis*, *Suaeda salsa* and *Imperata cylindrica*) in the core area of the Reserve from 1984-2021, and to analyze its spatial and temporal evolution and driving mechanism. The results showed that the total area of salt marsh vegetation in the core area increased from 11 113.2 hm² to 16 528.14 hm², with a compound annual growth rate of 1.11%, mainly due to the ability of *Spartina alterniflora* to preserve the beach and promote siltation. *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis*, by occupying a large number of *Suaeda salsa* beach, *Phragmites australis* beach and light beach, the area increased by 4 968.62 hm² and 8 806.95 hm², with compound annual growth rates of 26.67% and 6.88%, respectively. The areas of *Suaeda salsa* and *Imperata cylindrica* decreased by 3 494.25 hm² and 4 867.38 hm² respectively by the superimposed effects of natural factors such as ecological niche competition and artificial disturbances such as aquaculture bases, with a compound annual growth rate of -3.14% and -8.11%, resulting in the severe fragmentation of the suitable habitats.

Key words: salt marsh; phenological analysis; spatial-temporal variation; dynamic monitoring; remote sensing; Yancheng Nature Reserve

滨海湿地处于陆地生态系统和海洋生态系统之间的过渡地带, 是陆海相互作用的关键区域^[1-3]。盐沼植被作为滨海湿地的重要生态类型, 具有提供初级生产力、维持生物多样性、生物固碳及保滩护岸等重要生态

基金项目: 江苏省海洋科技创新项目(JSZRHYKJ202303, JSZRHYKJ202105); 国家重点研发计划项目(2022YFC3106100); 南通社会民生科技计划项目(MS12022009, MS22022082, MS22022083)

作者简介: 罗锋(1979—), 男, 副教授, 博士, 主要从事海岸防灾减灾与保护修复研究。E-mail: fluo@hhu.edu.cn

通信作者: 代建成(1998—), 男, 硕士研究生, 主要从事河口海岸动力及演变研究。E-mail: 1227886617@qq.com

引用本文: 罗锋, 代建成, 陈治澎, 等. 盐城自然保护区盐沼植被分布动态监测及驱动力分析[J]. 河海大学学报(自然科学版), 2024, 52(3): 88-95.

LUO Feng, DAI Jiancheng, CHEN Zhipeng, et al. Dynamic monitoring and driving force analysis of salt marsh vegetation distribution in Yancheng Nature Reserve[J]. Journal of Hohai University(Natural Sciences), 2024, 52(3): 88-95.

和安全价值,是滨海湿地生态价值的主要维系,也是滨海湿地分布的重要参照^[46]。受生物入侵、大规模湿地围垦、全球变暖和海平面上升的影响,全球盐沼植被生态系统面临退化和消失的威胁^[7-9]。

江苏盐城湿地珍禽国家级自然保护区(以下简称“盐城自然保护区”)成立于 1983 年,是中国沿海最大的滩涂湿地,受到人类活动和互花米草扩张的影响,近年来核心区的植被群落趋于单一,生物多样性和生态价值也在日趋下降^[10-11]。因此,实现盐沼植被时空分布精准监测对于提升核心区适宜性生境数量及生态保护至关重要^[12],而相比起传统的实地调查,遥感技术具有观测面积大、周期短以及成本低等优点,对动态提取湿地信息具有极大优势^[13-14]。已有的盐沼植被遥感监测研究大多是通过优化分类算法提高单景遥感影像的分类精度^[15],随着人工智能的发展,除了最大似然法^[16]和支持向量机^[17]等传统的机器学习算法之外,卷积神经网络^[18]等深度学习算法也逐渐被应用于提取核心区盐沼植被时空分布信息。但是,滨海湿地盐沼植被群落组成复杂、光谱相似度高,单景遥感影像中不同盐沼植被之间存在严重的异物同谱和同物异谱现象,这往往会导致分类效果不佳^[19-20]。研究表明,将特定物候期内的所有遥感影像融合成一幅新的合成影像可以有效缓解种内变异性并增加种间光谱可分性^[21-22],这种方法已经成功应用于农田^[23]、水稻^[24]和互花米草^[25]等植被的遥感识别中。因此,本文采用物候特征合成方法^[26],基于 Google Earth Engine 平台和多时相遥感影像,反演 1984—2021 年盐城自然保护区核心区盐沼植被时空演变,并分析其驱动机制,以期为其生态修复与科学管理提供参考。

1 研究区域及数据

1.1 研究区域

盐城自然保护区(32°20′~34°37′N,119°29′~121°16′E)于 1983 年建立,主要保护对象为丹顶鹤等珍稀野生动物及其赖以生存的滩涂湿地生态系统,是拉姆萨尔公约中的重要湿地之一。1992 年 11 月经国务院批准升格为国家级自然保护区,2007 年更名为江苏盐城湿地珍禽国家级自然保护区,总面积为 453 300 hm²,核心区面积为 17 400 hm²。2006 年和 2012 年国务院先后对保护区范围进行了两次调整,调整后保护区总面积分别为 284 179 hm²和 247 260 hm²,其中核心区面积分别为 22 596 hm²和 21 889 hm²。2019 年盐城滨海湿地被列入《世界遗产名录》,成为中国首个滨海湿地类世界自然遗产。

本文选取 1992 年的盐城自然保护区核心区(33°28′40″~33°39′6″N,120°29′2″~120°42′44″E)为研究区域(图 1),该核心区位于新洋港口到斗龙港口之间的岸段,西靠海堤,东临黄海,植被类型以盐沼植被为主,包括互花米草、碱蓬、芦苇和茅草。

1.2 遥感数据

遥感数据选用盐城湿地 1984 年 1 月 1 日至 2021 年 12 月 31 日所有可用的 Landsat5/8 的大气校正表面反射率(SR)数据,空间分辨率为 30 m,时间分辨率为 16 d。这些影像数据由 GEE 平台(<https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/landsat>)免费提供,均采用 LEDAPS 算法(Landsat5 SR)和 LaSRC 算法(Landsat8 SR)进行了大气校正^[27-28]。

考虑到研究区域常年被云层覆盖,个别年份可用的 Landsat 影像稀少,因此以两年为一个测绘时段,融合两年内所有 Landsat 影像生成合成影像。如将 2020 年 1 月 1 日至 2021 年 12 月 13 日的所有 Landsat 影像融合成一幅新的合成影像,用于生成 2020—2021 年的盐沼植被分类图。除此之外,通过像素质量评估波段 pixel_qa 选用了云(bit 3)和云阴影(bit 5)覆盖小于 70%的 Landsat 图像^[29-31],并去除水(bit 2)、云(bit 3)和云阴影(bit 5)中观测质量较差的像素。

1.3 样本数据

研究区域地物类型主要包括互花米草、碱蓬、芦苇、茅草、光滩和水体。选取两年内变化较为稳定的区域,通过随机抽样在每个区域内生成参考数据,并进行多轮验证。首先,结合 Google Earth pro 提供的高分辨



图 1 盐城自然保护区核心区位置
Fig.1 Location of the core area of Yancheng Wetland Rare Bird National Conservation Area

率遥感影像逐点判别样本属性;其次,调取两年内的所有 Landsat 和 Sentinel-2 影像,检查每个样本点在两年内地物类别属性是否保持一致;最后,通过 GEE 将参考数据随机拆分成 70% 训练数据和 30% 测试数据。每个样本点都经过 Google Earth pro、Landsat 和 Sentinel-2 影像检查,确保每个样本点在研究期内地类没有发生变化。

2 研究方法

2.1 物候分析

采用 2014 年 1 月 1 日至 2019 年 12 月 31 日的所有 Landsat 影像中 4 种植被对应的像素点计算归一化植被指数(normalized difference vgetation index, NDVI),并按其年份日(DoY,取值范围为 0~365,对应着一年的 365 天)的排序镶嵌到一年中,从而生成平均年度 NDVI 时间序列曲线。采用时间序列谐波分析法(harmonic analysis of time series, HANTS)对时序曲线进行去噪处理并重建其平滑曲线(图 2)。

通过求 NDVI 时间序列数据的二阶导数极值确定植被生长季^[32]: DoY159~364 为互花米草生长季, DoY144~274 为碱蓬生长季, DoY119~308 为芦苇生长季, DoY194~304 为茅草生长季。需要说明的是,遥感识别的物候期与发芽、开花等具体物候事件之间并不存在明确的对应关系^[33-34],本文提取的 4 种植物的物候时空变化趋势与 Dai 等^[26,34-36]的研究成果类似,间接证明了基于 Hants 滤波和求导法提取植被物候期时间节点的可靠性。

互花米草、碱蓬、芦苇和茅草的生长季时间大部分重叠在一起,同时处于生长季的盐沼植被往往会表现出相似的光谱特征^[37-39],因此,为了提高 4 种盐沼植被之间的种间可分性,通过分析 NDVI 时间序列,确定 4 个独有物候期,结果见表 1。

2.2 遥感影像合成方法

使用每个测绘年中每个独有物候期内所有 Landsat 影像的集合,通过 GEE 中的 qualityMosaic 函数获取 NDVI 最大值对应的像素并生成 4 张 Landsat 合成影像。每张影像叠加了 10 个光谱波段,包括 3 个可见光波段(蓝色、绿色和红色)、5 个近红外波段和 3 个短波红外波段,这种基于像素的物候特征合成方法不仅减小了种内变异性,而且可以充分利用所有无云的像素,从而缓解无云场景稀缺问题。此外,应用 GEE 提供的“ee. Image. addBands”,通过叠加 4 张合成影像,创建了一个包含 40 个光谱波段的合成影像,这种方法能显著提高合成影像中 4 种盐沼植被之间的光谱可分性,提高分类精度。

2.3 分类器训练和分类准确性评估

采用随机森林分类器,对盐沼植被进行分类。①决策树数量 k 和节点分裂特征数量 m 是影响模型分类结果最重要的两个参数,根据已有研究^[40]和预测试,将 k 设为 100, m 设为特征总数的平方根;②随机抽取 70% 的参考数据作为训练数据,用来训练随机森林分类器,剩下的 30% 参考数据作为测试数据,用来评估分类精度;③通过分类结果与测试数据得到混淆矩阵,计算总体准确度和 Kappa 系数,用于评估分类精度。

3 结果与分析

3.1 分类精度

将合成影像输入随机森林分类器,得到 1984—2021 年每个测绘年份的总体精度和 Kappa 系数(表 2)。结果表明,所有年份的总体精度均高于 93%, Kappa 系数均高于 0.92。

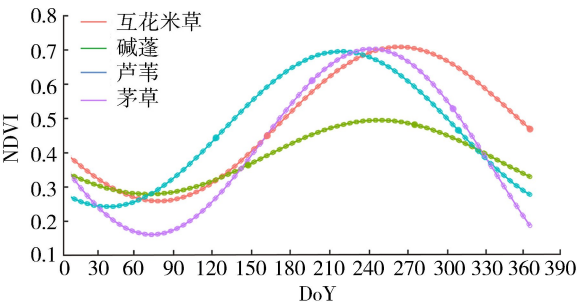


图2 HANTS 重构后的 NDVI 时间序列

Fig.2 HANTS reconstructed NDVI time series

表1 4个独有物候期的 DoY

Table 1 DoY for 4 unique phenological periods

名 称	简称	DoY
仅互花米草处于生长季的时期	SA-GP	308~364
仅碱蓬不处于生长季的时期	SS-NGP	274~304
仅芦苇处于生长季的时期	PA-GP	119~144
仅茅草不处于生长季的时期	IC-NGP	159~194

表 2 分类精度评估结果

Table 2 Classification accuracy assessment results

测绘时段	总体精度/%	Kappa 系数	测绘时段	总体精度/%	Kappa 系数
1984—1985 年	97.10	0.964	2004—2005 年	96.15	0.949
1986—1987 年	97.65	0.971	2006—2007 年	94.69	0.933
1988—1989 年	96.51	0.954	2008—2009 年	96.57	0.956
1990—1991 年	96.95	0.967	2010—2011 年	95.65	0.945
1992—1993 年	98.22	0.979	2012—2013 年	96.21	0.951
1994—1995 年	95.79	0.948	2014—2015 年	94.35	0.931
1996—1997 年	96.81	0.958	2016—2017 年	93.10	0.921
1998—1999 年	97.52	0.968	2018—2019 年	94.71	0.935
2000—2001 年	96.21	0.951	2020—2021 年	93.68	0.924
2002—2003 年	97.27	0.969			

3.2 盐沼植被总面积及组成占比时空演变

自盐城自然保护区成立以来,核心区 4 种盐沼植被的总面积及其组成占比发生了巨大改变。总面积从 1984—1985 年的 11 113.2 hm² 波动式增长至 2020—2021 年的 16 528.14 hm² (图 3), 年均复合增长率为 1.11%, 主要是因为互花米草具有广生态幅特征以及强大的保岸促淤能力, 能迅速占领低生态位的光滩并且持续向海扩张。但是受到互花米草扩张以及围垦工程的影响, 盐沼植被群落组成占比也发生了巨大的改变, 其中互花米草和芦苇的占比呈增长趋势, 分别增长了 30.06% 和 50.68%, 碱蓬和茅草的占比呈减少趋势, 分别减少了 36.23% 和 44.51%。截至 2021 年, 碱蓬和茅草的面积仅占总面积的 9.84% 和 1.47%, 植被群落趋于单一直接导致了生物多样性下降, 丹顶鹤适宜生境破碎化严重 (图 4)。

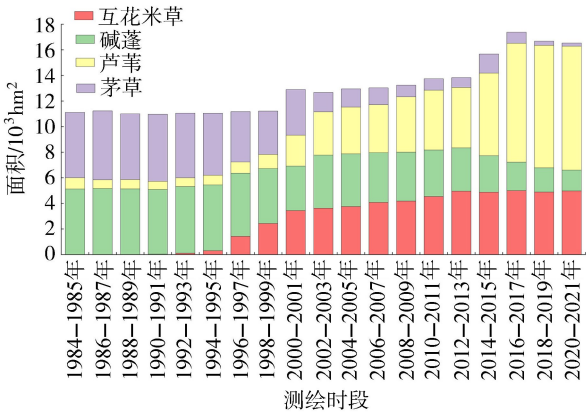


图 3 1984—2021 年核心区盐沼植被总面积时空演变

Fig.3 Spatial and temporal evolution of total area of salt marsh vegetation in core area from 1984 to 2021

3.3 盐沼植被时空演变及其机制

盐城自然保护区核心区互花米草和芦苇通过占领大量碱蓬滩、茅草滩和光滩, 面积分别增加了 4 968.62 hm² 和 8 806.95 hm² (图 4), 年均复合增长率分别为 26.67% 和 6.88% (表 3)。其中, 互花米草自 1983 年引入江苏省以来的扩张过程可分为 4 个阶段: ①初步引入阶段 (1984—1995 年), 仅能在核心区南部区域观测到群落 (图 4), 该阶段初期互花米草植株稀疏且尚未形成大面积群落, 导致无法在遥感影像上观测到, 1990—1991 年之后通过快速分蘖和根状茎生长 (无性繁殖) 填充斑块之间的空隙并初步形成 300.33 hm² 的群落, 这与张忍顺等^[41]的研究结果基本一致; ②快速扩展阶段 (1996—2001 年) 主要通过实生苗传播 (有性繁殖) 实现大面积爆发式扩张, 面积从 300.33 hm² 增加至 3 435.21 hm² (年均复合增长率为 50.1%), 该阶段互花米草迅速占领核心区大面积光滩、形成了 4 个明显的群落并逐渐连续成片, 在南北方向上呈条带状分布; ③缓慢扩展阶段 (2002—2013 年), 适合幼苗定植的生态位已被占满, 面积的年均复合增长率仅 3.1%, 相比快速扩展阶段减少了 47%, 该阶段互花米草的扩张一方面通过无性繁殖走茎蔓延, 另一方面等待前缘滩面淤积至适合定植的高程再通过有性繁殖种子定植扩张; ④稳定不变阶段 (2014—2021 年) 互花米草的面积基本保持不变 (表 3), 主要是因为核心区东北部和东南部建立了互花米草控制试点区域, 通过淡、海水轮换进出抑制其生长, 并且种植芦苇等进行生境改造^[42]。

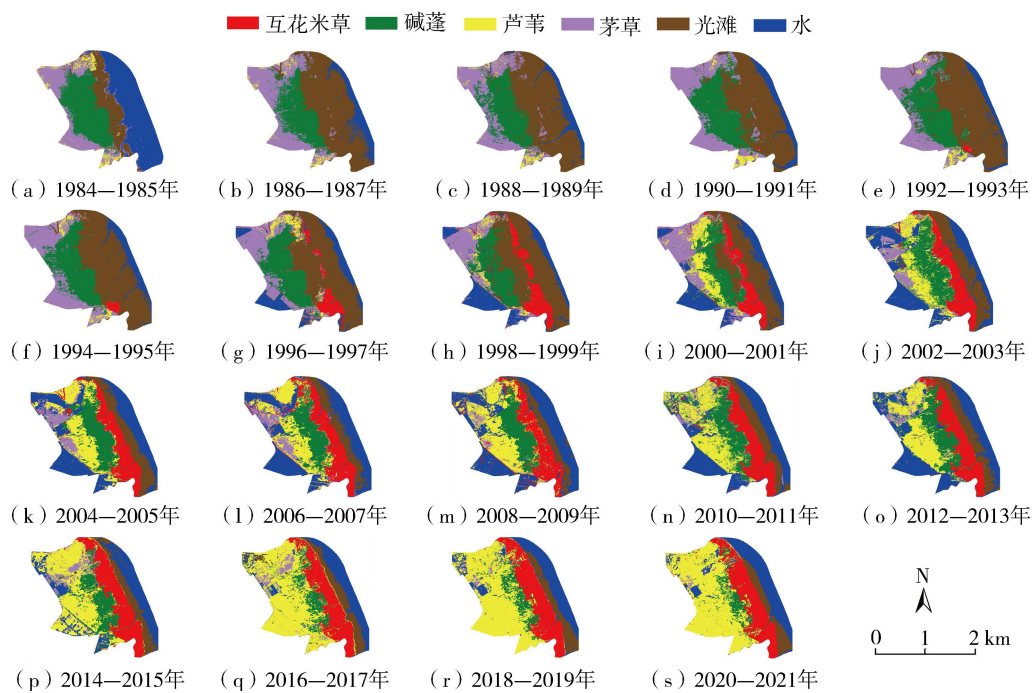


图4 1984—2021年核心区土地覆盖分类结果

Fig.4 Land cover classification results for the core area from 1984 to 2021

表3 1984—2021年核心区4种盐沼植被的面积和年均复合增长率

Table 3 Area and CAGR of four types of salt marsh vegetation in the core area from 1984 to 2021

测绘年份	面积/hm ²				年均复合增长率/%			
	互花米草	芦苇	碱蓬	茅草	互花米草	芦苇	碱蓬	茅草
1984—1985年	1.00	882.45	5 120.37	5 110.38				
1986—1987年	1.00	679.50	5 161.50	5 386.86	0	-12.25	0.40	2.67
1988—1989年	1.00	735.03	5 122.62	5 138.19	0	4.01	-0.38	-2.34
1990—1991年	19.08	649.44	5 059.08	5 239.35	336.81	-6.00	-0.62	0.98
1992—1993年	108.72	686.88	5 202.45	5 054.58	138.71	2.84	1.41	-1.78
1994—1995年	300.33	758.61	5 141.07	4 846.86	66.21	5.09	-0.59	-2.08
1996—1997年	1 425.69	879.12	4 932.00	3 935.34	117.88	7.65	-2.05	-9.89
1998—1999年	2 430.45	1 104.21	4 290.93	3 389.22	30.57	12.07	-6.73	-7.20
2000—2001年	3 435.21	2 415.06	3 478.95	3 568.05	18.89	47.89	-9.96	2.60
2002—2003年	3 621.51	3 382.02	4 150.53	1 513.08	2.68	18.34	9.23	-34.88
2004—2005年	3 753.27	3 657.33	4 114.71	1 424.16	1.80	3.99	-0.43	-2.98
2006—2007年	4 075.56	3 741.21	3 890.79	1 318.32	4.21	1.14	-2.76	-3.79
2008—2009年	4 181.13	4 323.87	3 819.33	910.53	1.29	7.51	-0.92	-16.89
2010—2011年	4 536.99	4 674.51	3 635.01	890.46	4.17	3.98	-2.44	-1.11
2012—2013年	4 955.94	4 725.81	3 380.58	767.79	4.52	0.55	-3.56	-7.14
2014—2015年	4 873.14	6 459.39	2 848.59	1 486.08	-0.84	16.91	-8.20	39.12
2016—2017年	4 995.90	9 291.78	2 225.07	862.38	1.25	19.94	-11.62	-23.82
2018—2019年	4 884.57	9 579.69	1 890.72	320.04	-1.12	1.54	-7.82	-39.08
2020—2021年	4 969.62	9 689.40	1 626.12	243.00	0.87	0.57	-7.26	-12.86

对于芦苇面积,2012—2017年期间面积骤增了4 565.97 hm²,主要有以下两个原因:①为了保护鸟类并且恢复滩涂生态原貌,核心区南部区域水产养殖基地大面积退渔还湿,至2016—2017年,原本养殖池的区域已经长满了芦苇(图4);②2015年盐城自然保护区为了在生态保护的同时增加湿地科普体验,开展了湿地恢复与重建工程,在核心区西北部区域构建大、小循环区域,小循环区域设置湿地科普区和珍禽互动区,大循环区域用于湿地生境修复^[43]。由图4可知,2016—2017年核心区西北部区域大面积芦苇被人为收割并转变为光滩,2018—2019年大、小循环区域已经清晰可见,这与实际工程实施效果一致。

受到互花米草和芦苇的生态位挤占以及水产养殖基地开发等围垦工程影响,碱蓬和茅草面积迅速减少,

面积分别减少了 3 494. 25 hm²和 4 867. 38 hm²,年均复合增长率分别为-3. 14%和 -8. 11%(表 3)。具体而言:1996 年之前碱蓬的面积基本稳定不变;1996—2001 年面积骤减 1 453. 05 hm²,主要是因为互花米草具有消浪促淤、促进垂向加积和提高滩面高程的能力,从而限制了适合碱蓬生长的空间,大量的碱蓬群落演替为芦苇群落(图 4);2002—2003 年碱蓬首次出现大面积扩张,向海占据大量光滩并且与互花米草形成直接生态位竞争,至此,核心区盐沼植被呈明显的条带状分布,由陆到海依次是茅草、芦苇、碱蓬和互花米草;2004 年之后,由于生存空间不断被芦苇和互花米草挤占,碱蓬面积减少了 2 488. 59 hm²。对应茅草,其面积骤减的原因除了滩面抬高、潮侵频率减少以及种间竞争等自然影响因素以外,还有两个工程的直接影响:1996 年开始了以“百万亩滨海湿地大开发为特点”的“海上苏东”发展战略,为了响应政府号召,盐城自然保护区核心区于 1997 年将西南区域的滩涂湿地对外承包给养殖户,大面积开发为水产养殖基地,而 1994—1999 年期间核心区西南区域茅草大面积消失(图 4),面积减少了 1 457. 64 hm²,与实际情况相符;核心区西北部区域开展引水补湿工程^[42],2000—2003 年期间茅草面积骤减 2 054. 97 hm²。

盐城自然保护区核心区开展的退渔还湿、湿地恢复与重建工程以及互花米草管控等一系列生态修复措施取得了显著的成果,但是核心区生物多样性下降、适宜性生境面临消失等生态问题仍然存在。因此,应该更加科学地管理和开发湿地资源,一方面,控制互花米草向陆扩张规模的同时,可适当在前缘光滩种植互花米草,增加滩涂促淤能力,减缓滩涂侵蚀;另一方面,通过人工培植植株、修建潮汐通道等措施,营造适宜的潮滩生境,恢复碱蓬植被群落。

4 结 论

a. 1984—2021 年盐城自然保护区核心区盐沼植被总面积从 11 113. 2 hm²增长至 16 528. 14 hm²,年均复合增长率为 1. 11%,这主要得益于互花米草的保滩促淤能力。但是互花米草向海扩张的同时也会向陆与碱蓬竞争生态位,加上滨海湿地开发和生态保护相关政策和措施相继出台,截至 2021 年,互花米草和芦苇的占比分别增长了 30. 06%和 50. 68%,碱蓬和茅草面积占比分别减少至 9. 84%和 1. 47%,植被群落趋于单一直接导致了生物多样性下降,丹顶鹤适宜生境破碎化严重。

b. 互花米草自引种以来,扩张过程可分为 4 个阶段:初步引入阶段(1984—1995 年)仅在核心区南部定植;快速扩展阶段(1996—2001 年)形成 4 个明显群落并逐渐连续成片;缓慢扩展阶段(2002—2013 年)适宜生态位已被占满,年均复合增长率仅 3. 1%,相比快速扩展阶段减少了 47%;稳定不变阶段(2014—2021 年)在东北部和东南部建立了控制试点区域,扩张得到有效控制。芦苇面积呈增加趋势,1984—2021 年期间增加了 8 806. 95 hm²,年均复合增长率为 6. 88%。碱蓬面积总体上呈减少趋势,1984—2021 年面积萎缩了 3 494. 25 hm²,年均复合增长率为-3. 14%。茅草呈减少趋势,面积从 5 110. 38 hm²减少至 243. 00 hm²,年均复合增长率为-8. 11%。

参考文献:

[1] TEMMINK R J M, LAMERS L P M, ANGELINI C, et al. Recovering wetland biogeomorphic feedbacks to restore the world's biotic carbon hotspots[J]. Science, 2022, 376(6593): eabn1479.

[2] ZHAO L X, ZHANG K, SITEUR K, et al. Fairy circles reveal the resilience of self-organized salt marshes[J]. Science Advances, 2021, 7(6): eabe1100.

[3] 荣馨宇, 韩蕊, 张殿光, 等. 纳米氧化锌颗粒对滨海湿地微生物群落的影响[J]. 河海大学学报(自然科学版), 2023, 51(1): 43-51. (RONG Xinyu, HAN Rui, ZHANG Dianguang, et al. Effect of ZnO nano particles on bacterial community in coastal wetlands[J]. Journal of Hohai University(Natural Sciences), 2023, 51(1): 43-51. (in Chinese))

[4] TOGNIN D, FINOTELLO A, D'ALPAOS A, et al. Loss of geomorphic diversity in shallow tidal embayments promoted by storm-surge barriers[J]. Science Advances, 2022, 8(13): eabm8446.

[5] BURNETT M W, WHITE T D, MCCAULEY D J, et al. Quantifying coconut palm extent on Pacific islands using spectral and textural analysis of very high resolution imagery[J]. International Journal of Remote Sensing, 2019, 40(19): 7329-7355.

[6] 王海云, 匡耀求, 郑少兰, 等. 粤港澳大湾区 2010—2020 年湿地时空变化及驱动因素分析[J]. 水资源保护, 2023, 39(4): 126-134. (WANG Haiyun, KUANG Yaoqiu, ZHENG Shaolan, et al. Spatial-temporal changes of wetlands and its driving factors in Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area from 2010 to 2020[J]. Water Resources Protection, 2023, 39(4): 126-134. (in

Chinese))

[7] SCHUERCH M,SPENCER T,TEMMERMAN S,et al. Future response of global coastal wetlands to sea-level rise[J]. Nature, 2018,561(7722):231-234.

[8] BELAND M,ROBERTS D A,PETERSON S H,et al. Mapping changing distributions of dominant species in oil-contaminated salt marshes of Louisiana using imaging spectroscopy[J]. Remote Sensing of Environment,2016,182:192-207.

[9] MURRAY N J,PHINN S R,DEWITT M,et al. The global distribution and trajectory of tidal flats[J]. Nature,2019,565(7738):222-225.

[10] WANG J,LIU H,LI Y,et al. Effects of *Spartina alterniflora* invasion on quality of the red-crowned crane (*Grus japonensis*) wintering habitat[J]. Environmental Science and Pollution Research,2019,26:21546-21555.

[11] 罗锋,代建成,陈治澎,等. 基于改进机会窗口理论的盐城湿地互花米草前缘时空变化研究[J]. 河海大学学报(自然科学版),2023,51(3):56-64. (LUO Feng,DAI Jiancheng,CHEN Zhipeng,et al. Spatial-temporal variation of *Sparina alterniflora* edge in Yancheng wetland based on improved windows of opportunity theory[J]. Journal of Hohai University(Natural Sciences), 2023,51(3):56-64. (in Chinese))

[12] 张华兵,王娟,刘玉卿,等. 人类活动与互花米草扩张对滨海湿地生境质量演变的影响:以盐城国家级珍禽自然保护区核心区为例[J]. 长江流域资源与环境,2021,30(5):1153-1163. (ZHANG Huabing,WANG Juan,LIU Yuqing,et al. Effects of human activities and the expansion of *Spartina alterniflora* on the evolution of habitat quality of the coastal wetland:taking the core area of Yancheng National Nature Reserve as an example[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin,2021,30(5):1153-1163. (in Chinese))

[13] REN J,CHEN J,XU C,et al. An invasive species erodes the performance of coastal wetland protected areas [J]. Science Advances,2021,7(42):eabi8943.

[14] FENG Y J,LEI Z K,TONG X H,et al. Spatially-explicit modeling and intensity analysis of China's land use change 2000-2050 [J]. Journal of Environmental Management,2020,263:110407.

[15] 邵亚婷,卢霞,叶慧,等. 滨海湿地土地覆盖面向对象分类及变化监测[J]. 海洋科学,2020,44(1):52-66. (SHAO Yating,LU Xia,YE Hui,et al. Object-oriented classification and change monitoring of coastal wetland land covers[J]. Marine Sciences, 2020,44(1):52-66. (in Chinese))

[16] 王凯,高媛赞,温小荣,等. 近 10 年盐城国家级珍禽自然保护区核心区湿地动态变化分析[J]. 森林工程,2015,31(1):17-21. (WANG Kai,GAO Yuanyun,WEN Xiaorong,et al. Study on the dynamic changes of wetland in the core area of Yancheng National Nature Reserve[J]. Forest Engineering,2015,31(1):17-21. (in Chinese))

[17] 李景霞,付碧宏. 江苏盐城滨海湿地系统格局变化及其对丹顶鹤生境的影响[J]. 遥感学报,2021,25(12):2507-2519. (LI Jingxia,FU Bihong. Pattern change of the coastal wetland system and its dynamic impact on the habitat of red-crowned cranes in Yancheng,Jiangsu Province[J]. National Remote Sensing Bulletin,2021,25(12):2507-2519. (in Chinese))

[18] 张文静,张振,黄剑,等. 基于图像语义分割的水位智能监测方法[J]. 河海大学学报(自然科学版),2023,51(5):24-30. (ZHANG Wenjing,ZHANG Zhen,HUANG Jian,et al. Intelligent water-level monitoring method based on image semantic segmentation[J]. Journal of Hohai University(Natural Sciences),2023,51(5):24-30. (in Chinese))

[19] YANG X,ZHU Z,QIU S,et al. Detection and characterization of coastal tidal wetland change in the northeastern US using Landsat time series[J]. Remote Sensing of Environment,2022,276:113047.

[20] 刘瑞清,李加林,孙超,等. 基于 Sentinel-2 遥感时间序列植被物候特征的盐城滨海湿地植被分类[J]. 地理学报,2021,76(7):1680-1692. (LIU Ruiqing,LI Jialin,SUN Chao,et al. Classification of Yancheng coastal wetland vegetation based on vegetation phenological characteristics derived from Sentinel-2 time-series[J]. Acta Geographica Sinica,2021,76(7):1680-1692. (in Chinese))

[21] TIAN Jinyan,WANG Le,YIN Dameng,et al. Development of spectral-phenological features for deep learning to understand *Spartina alterniflora* invasion[J]. Remote Sensing of Environment,2020,242:111745.

[22] WANG X,WANG L,TIAN J,et al. Object-based spectral-phenological features for mapping invasive *Spartina alterniflora*[J]. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation,2021,101:102349.

[23] CHEN J,CHEN J,LIU H,et al. Detection of cropland change using multi-harmonic based phenological trajectory similarity[J]. Remote Sensing,2018,10(7):1020.

[24] SON N T,CHEN C F,CHEN C R,et al. Classification of multitemporal Sentinel-2 data for field-level monitoring of rice cropping practices in Taiwan[J]. Advances in Space Research,2020,65(8):1910-1921.

[25] WU Y,XIAO X,CHEN B,et al. Tracking the phenology and expansion of *Spartina alterniflora* coastal wetland by time series

MODIS and Landsat images[J]. Multimedia Tools and Applications,2020,79(7):5175-5195.

[26] DAI J,LUO F,CHEN Z,et al. Pixel-based unique phenological feature composite method:tackle the challenges of *Spartina alterniflora* identification and salt marsh classification in mixed vegetations area[J]. Journal of Applied Remote Sensing,2023,17(2):024510.

[27] MASEK J G,VERMOTE E F,SALEOUS N E,et al. A landsat surface reflectance dataset for North America,1990-2000[J]. IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters,2006,3(1):68-72.

[28] VERMOTE E,JUSTICE C,CLAVERIE M,et al. Preliminary analysis of the performance of the Landsat 8/OLI land surface reflectance product[J]. Remote Sensing of Environment,2016,185:46-56.

[29] GRIFFITHS P,VAN DER LINDEN S,KUEMMERLE T,et al. A pixel-based Landsat compositing algorithm for large area land cover mapping[J]. IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing,2013,6(5):2088-2101.

[30] HERMOSILLA T,WULDER M A,WHITE J C,et al. Mass data processing of time series Landsat imagery:pixels to data products for forest monitoring[J]. International Journal of Digital Earth,2016,9(11):1035-1054.

[31] WHITE J C,WULDER M A,HOBART G W,et al. Pixel-based image compositing for large-area dense time series applications and science[J]. Canadian Journal of Remote Sensing,2014,40(3):192-212.

[32] ZHANG X,FRIEDL M A,SCHAAF C B,et al. Monitoring vegetation phenology using MODIS[J]. Remote Sensing of Environment,2003,84(3):471-475.

[33] KOBAYASHI H,YUNUS A P,NAGAI S,et al. Latitudinal gradient of spruce forest understory and tundra phenology in Alaska as observed from satellite and ground-based data[J]. Remote Sensing of Environment,2016,177:160-170.

[34] ZHANG X,XIAO X,WANG X,et al. Quantifying expansion and removal of *Spartina alterniflora* on Chongming island, China, using time series Landsat images during 1995-2018[J]. Remote Sensing of Environment,2020,247:111916.

[35] ZENG J,SUN Y,CAO P,et al. A phenology-based vegetation index classification (PVC) algorithm for coastal salt marshes using Landsat 8 images[J]. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation,2022,110:102776.

[36] WU N,SHI R,ZHUO W,et al. A classification of tidal flat wetland vegetation combining phenological features with Google Earth Engine[J]. Remote Sensing,2021,13(3):443.

[37] AI J,GAO W,GAO Z,et al. Phenology-based *Spartina alterniflora* mapping in coastal wetland of the Yangtze Estuary using time series of GaoFen satellite no. 1 wide field of view imagery[J]. Journal of Applied Remote Sensing,2017,11(2):026020.

[38] FERNANDES M R,AGUIAR F C,SILVA J M N,et al. Spectral discrimination of giant reed (*Arundo donax* L.):a seasonal study in riparian areas[J]. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing,2013,80:80-90.

[39] OUYANG Z T,GAO Y,XIE X,et al. Spectral discrimination of the invasive plant *Spartina alterniflora* at multiple phenological stages in a saltmarsh wetland[J]. PloS One,2013,8(6):e67315.

[40] BELGIU M,DRĂGUT L. Random forest in remote sensing:a review of applications and future directions[J]. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing,2016,114:24-31.

[41] 张忍顺,沈永明,陆丽云,等. 江苏沿海互花米草 (*Spartina alterniflora*) 盐沼的形成过程[J]. 海洋与湖沼,2005(4):358-366. (ZHANG Renshun,SHEN Yongming,LU Liyun,et al. Formation of *Spartina alterniflora* salt marsh on Jiangsu coast,China [J]. Oceanologia et Limnologia Sinica,2005(4):358-366. (in Chinese))

[42] 张莹. 江苏盐城国家级珍禽自然保护区湿地生态修复工程[J]. 北京农业,2014(21):254-255. (ZHANG Ying. Wetland ecological restoration project in Jiangsu Yancheng National Rare Bird Nature Reserve[J]. Beijing Agriculture,2014(21):254-255. (in Chinese))

[43] 胡吉. 滨海湿地生态景观修复规划设计初探:以江苏盐城国家级珍禽自然保护区湿地恢复与重建工程为例[J]. 中国市政工程,2015(2):61-63. (HU Ji. A preliminary study of coastal wetland landscape repair planning & design:a case of Jiangsu Yancheng National Rare Bird Nature Reserve Area wetland repair & reconstruction[J]. China Municipal Engineering,2015(2):61-63. (in Chinese))

(收稿日期:2023-09-22 编辑:刘晓艳)